2000—2020年三江源地区景观生态风险评价及驱动因素

王成武， 尧良杰， 汪宙峰， 张 荞， 谢 亮
（西南石油大学地球科学与技术学院，四川 成都 610500）

摘 要： 三江源地区是重要的源头汇水区，其生态安全至关重要。探究三江源地区景观生态风险的时空变化及其驱动因素，对促进亚洲东南部的生态安全、水资源开发利用具有重要的意义。以三江源地区为研究区，基于5期土地利用数据，构建评价模型以分析其景观生态风险的时空分异特征和变化趋势，进而采用参数最优地理探测器对比分析其全局及局部区域景观生态风险空间分异的驱动因素。结果表明：（1）2000—2020年研究区景观生态风险在空间上呈显著正相关，以中风险区和中低风险区为主，高风险区较少。（2）2000—2020年研究区景观生态风险水平有所改善，研究区低风险和高风险分布向中低风险区、中风险区和中高风险区转化；澜沧江源区景观生态风险水平略高于长江源区和黄河源区。（3）三江源地区各土地类型的景观面积规模和景观完整性应是该区景观生态风险变化的关键因素，其景观生态风险空间分异是多种驱动因素共同作用的结果，其中归一化差分植被指数（NDVI）、高程、坡度为主要驱动因子；地势不同的地区，其因素的驱动作用会有较大差异。政府应严格保护与监测雪山冰川，采取适当措施抑制草地荒漠化，防范生态风险反弹，以保持生态系统的完整性，促使其生态功能的持续提升。

关键词： 景观生态风险；驱动因素；参数最优地理探测器；三江源地区

三江源（长江、黄河和澜沧江）地区是世界水资源最丰富和高原生物多样性最集中的区域之一，其不仅维系着中国乃至整个亚洲的生态安全，还对长江、黄河和澜沧江流域的社会经济发展有重要的战略意义。为保护三江源地区的生态功能，2000年三江源国家自然保护区设立，2005年该区逐步开展生态保护和建设工程，2021年三江源国家公园正式成立。经过20多年的保护与发展，三江源地区的生态状况得到一定的缓解，人地关系得到了有效改善。但是，三江源地区的生态环境整体退化的趋势还面临巨大的挑战，如全球变暖带来的冰雪消融及其衍生问题，部分地区草地退化、土地沙化荒漠化、水土流失问题等[1]。因此，研究三江源地区景观生态风险时空分异特征及驱动因素，对有效开展生态建设工程具有重要的现实意义。

景观生态风险即景观格局与生态过程被外界因素干扰，相互作用而可能产生的负面影响[2]。生态风险评价源于环境影响评价，最早于20世纪80年代初被国外学者提出[3]。此后，生态风险评价蓬勃发展。20世纪90年代，Heggem等[4]首次从景观格局的视角评估人类土地利用对Tensas河流域生态系统的影响，为后续景观生态风险评价体系的构建奠定了基础；2002年，Landis[5]指出了从个体影响并不能准确地外延到景观影响，认识到原来的评价框架存在缺陷；2018年，Estoque等[6]分析了流域景观格局变化特征对生态风险的影响。国内关于生态风险评价的研究始于20世纪80年代末，与国外研究发展历程相似[7]。历经20多年发展，生态风险评价逐渐演变到区域生态风险评价，又由区域生态风险评价发展到景观生态风险评价[8]。2014年，彭建等[2]系统地对比分析了区域生态风险评价与景观生态风险评价，促进了景观生态风险研究的发展。

收稿日期： 2024-06-13； **修订日期：** 2024-09-19
基金项目： 四川省科技计划资助（2023YFS0406）
作者简介： 王成武（1973-），副教授，主要研究方向为生态环境承载力. E-mail: 200131010008@swpu.edu.cn
通讯作者： 尧良杰. E-mail: 202221000148@stu.swpu.edu.cn

至今,景观生态风险评价及相关研究已经逐渐成为研究热点,其研究尺度涉及流域[9]、行政区[10]、城市地域[11]、重点生态功能区[12]等。目前,景观生态风险评价主要是以土地利用为基础展开[13-14],评价方法主要采用景观生态风险评价模型进行分析评价,也有部分研究尝试采用其他方式评估景观生态风险[15]。其中,识别景观生态风险变化的驱动因素也是研究的重要内容,而地理探测器是识别驱动因素应用较为广泛的方法。目前,针对三江源地区的生态过程、变化及其驱动因素,已有一些学者开展了相关研究[16-19]。然而,简单线性回归或相关分析往往会导致结果有所偏差,而地理探测器又往往忽略不同空间尺度以及离散化方法对结果的影响。2020年,Song等[20]提出基于最优参数的地理探测器模型,该模型能识别离散化方法和空间尺度的最佳组合,为准确揭示因子间的关联提供了依据。

本文以三江源地区为研究区,基于五个时期的土地利用数据,计算景观生态风险指数,结合空间分析方法,分析该地区景观生态风险的时空分异特征和变化趋势,并采用参数最优地理探测器对比分析全局及局部区域景观生态风险空间分异的驱动因素,以期为三江源地区生态风险防范、生态环境改善以及生态工程建设提供参考。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

三江源地区位于青藏高原腹地,总面积约31.96×10^4 km^2(图1)。该地区海拔为2660~6560 m,地形复杂,以山地地貌为主。气温日较差大、年较差小,年均温-5.4~7.5 ℃[21]。年均降水量300~500 mm,主要集中于6—8月[22]。该区内有星星海、索加-曲麻河、果宗木查和昂赛等数个三江源国家级自然保护区分区以及扎陵湖、鄂陵湖两处国际重要湿地,自然资源丰富,是中国乃至东南亚各国的重要生态屏障,在中国生态文明建设中具有重要地位。

1.2 数据来源

土地覆被数据源于武汉大学发布的30 m全国土地覆被数据集[23],包括2000年、2005年、2010年、2015年和2020年5期数据。全区土地覆被类型包括高覆盖度草地、中覆盖度草地、低覆盖度草地、荒地、冰川、林地、湖泊、湿地、耕地共9种(图2)。高程数据来自地理空间数据云(www.gscloud.cn),该数据为日本METI和美国NASA联合研制并发布的ASTER GDEMV2数据产品;坡度数据由高程数据提取得到;年降水量、年平均气温来自国家地球系统科

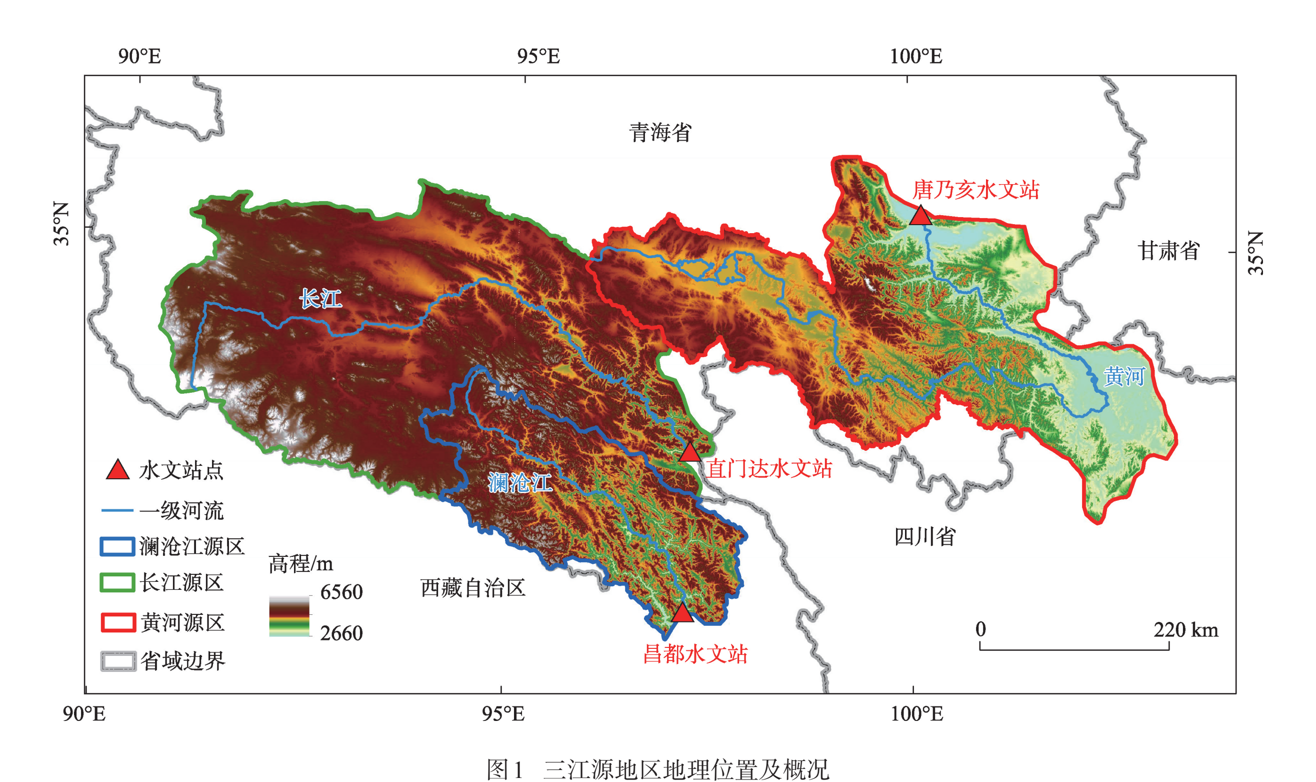


图1 三江源地区地理位置及概况

Fig. 1 Geographical location and overview of the Three River Source Region

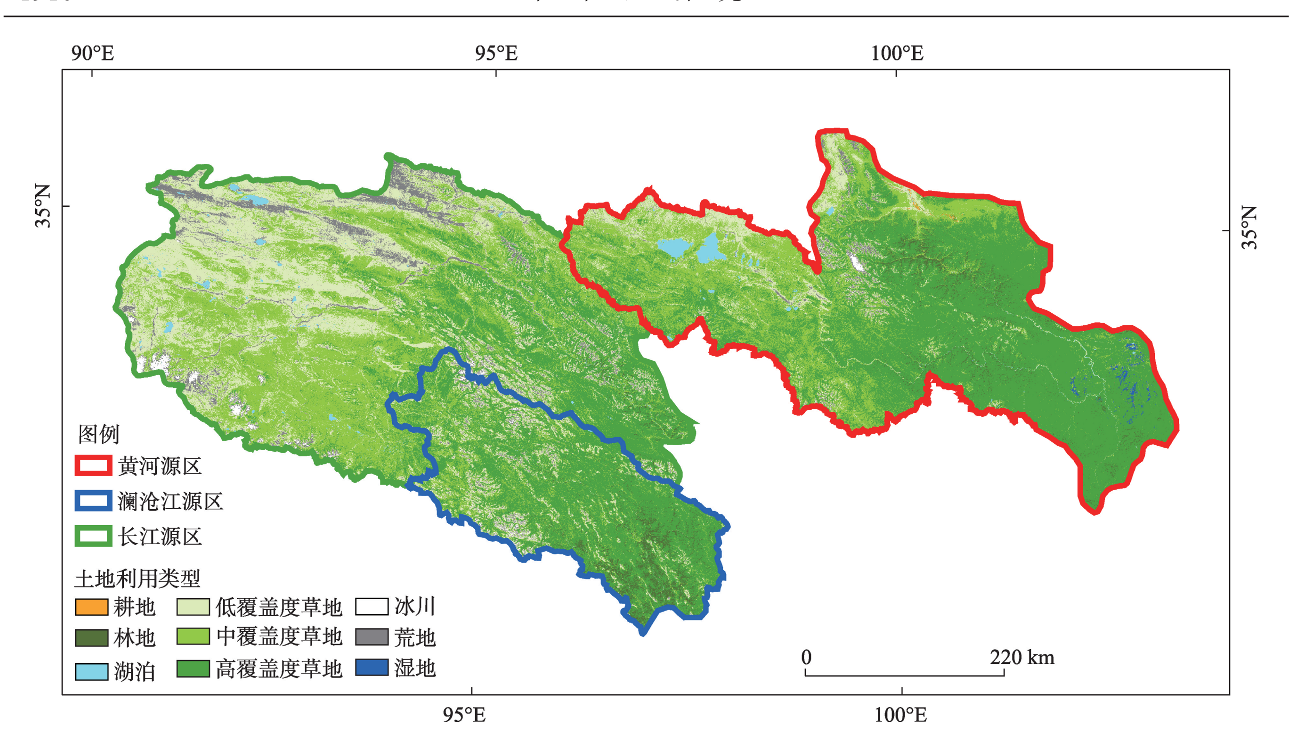


图2 2000年三江源地区土地利用分布

Fig. 2 Land use distribution in the Three River Source Region in 2000

学数据中心(https://www.geodata.cn)[24];路网数据来源于国家基础地理信息中心(https://www.ngcc.cn),该数据由1:1000000全国基础地理数据库提取得到;土壤数据[25]、归一化差分植被指数(NDVI)[26]及人类活动强度数据[27]均来自国家青藏高原科学数据中心(https://data.tpdc.ac.cn/home)。

1.3 研究方法

1.3.1 景观生态风险模型 景观生态风险模型是以土地利用为基础进行生态风险评价的模型,其将研究区按格网分为数个评价小区,计算景观格局指数,进而分析景观生态风险。参考相关学者对景观生态风险评价小区划分的结果,评价小区面积为平均斑块面积的2~5倍最佳[28]。考虑到本研究区的范围较大,将研究区划分为10 km×10 km的网格单元,共计3467个。经检验,10 km网格评价小区的面积约为平均斑块面积的3.7倍,符合标准。

借鉴已有研究成果[29],本研究选取景观破碎度、景观分离度、景观分维数,基于景观损失度指数,构建景观生态风险指数,并根据表1的计算方法在Excel中计算景观生态风险指数。

目前国内外尚无统一明确的景观生态风险等级分类标准,故本研究采用自然断点法,将研究区2000年的景观生态风险划为5个等级,其余年份均参照2000年的标准划分(表2)。

1.3.2 空间分析模型 根据景观生态风险指数的计算结果,采用克里金插值法[33]进行30 m空间插值分析,并在此基础上探索景观生态风险的时空演变特征。为了进一步确定相邻区域景观生态风险是否在空间上相关以及相关程度,本研究通过全局空间自相关Moran's I指数表征景观生态风险的空间相关性,其值在-1~1,该值>0表示研究区景观生态风险空间上呈正相关,值<0表示其景观生态风险空间上呈负相关,值=0则表示其景观生态风险空间上不相关。

1.3.3 参数最优地理探测器 参数最优地理探测器是在传统的地理探测器[34]的基础上对区域空间尺度以及空间离散化方法进行了优化。由于空间尺度还会影响景观生态风险计算精度,故本研究仅进行空间离散化优化。本研究将离散化分类方法设置为相等间隔分类法、自然断点法、分位数法、几何间距法等4种,分类数设置为3~6类,分别计算各个驱动因素在不同分类方法以及不同分类数下的q值,选取各因素q值最高的离散化方法,q值为驱动因素对景观生态风险空间分异的解释力(值为0~1)。

在参数优化基础上,分别通过单因子探测和交

表1　景观格局指数计算及意义

Tab. 1　Calculation and significance of landscape pattern index

指数名称	计算公式	参数意义
景观生态风险指数(ERI_x)	$ERI_x = \sum_{i=1}^{N}(S_{xi}/S_x)\times R_i$	ERI_x为第x个评价单元的景观生态风险指数；S_x和S_{xi}分别为评价单元x的总面积和其中第i类景观的面积；R_i为第i类景观的损失度指数；N为评价单元中景观类型的数量
景观损失度(R_i)	$R_i = W_i \times V_i$	W_i为景观干扰度指数；V_i为景观脆弱度指数
景观脆弱度(V_i)	借鉴已有研究成果[30-31]，结合三江源生态地理区位和主体生态特征，对9类景观类型的景观脆弱度赋值，其依次是高覆盖度草地1、中覆盖度草地2、低覆盖度草地3、林地4、水域5、湿地6、雪地7、耕地8、荒地9，经归一化处理后依次为0.02、0.04、0.07、0.09、0.11、0.13、0.16、0.18、0.20	景观脆弱度衡量不同景观抵抗外界干扰的能力
景观干扰度(W_i)	$W_i = xE_i + yD_i + zF_i$	x、y、z分别为3类指数的权重，且权重之和为1。结合已有研究和三江源地区特征[31-32]，x、y、z分别赋值为0.5、0.3、0.2
景观破碎度(E_i)	$E_i = n_i/A_i$	n_i为景观i的斑块数；A_i为景观i的面积。破碎度表征景观被分割的破碎程度，反映景观空间结构的复杂性，在一定程度上反映了景观的受干扰程度
景观分离度(D_i)	$D_i = \frac{A}{2A_i}\times\sqrt{n_i/A_i}$	A为景观总面积；A_i为景观i的面积；n_i为景观i的斑块数。表征某一景观类型中不同斑块分布的离散程度
景观分维数(F_i)	$F_i = 2\ln\left(\frac{p_i}{4}\right)/\ln A_i$	p_i为景观i的周长；A_i为景观i的面积。表征斑块形状的复杂程度

表2　景观生态风险等级划分

Tab. 2　Classification of landscape ecological risk

风险等级	ERI值区间
低风险区	0.010~0.038
中低风险区	0.038~0.055
中风险区	0.055~0.074
中高风险区	0.074~0.099
高风险区	0.099~0.155

互探测分析单因素或两个因素共同作用时对景观生态风险空间分异的解释力程度，计算公式如下：

$$q = 1 - \frac{\sum_{n=1}^{N} X_n \varphi_n^2}{X\varphi^2}$$

式中：q为驱动因子的解释强度；N为研究区研究对象的分类数量；X_n和X分别为第n类研究区样本数量和研究区整体样本数量；φ_n^2和φ^2分别为第n类研究区景观生态风险方差和研究区整体景观生态风险方差。

地形、气候、植被覆盖指数是影响区域生态环境的重要因素，不同的地貌、海拔、气温、降雨等会直接影响土壤环境以及动植物分布等，进而对区域景观生态风险水平产生影响；土壤可蚀性即土壤对外界侵蚀的敏感性，其能很好的反映区域土壤质量。综合以上因素，结合三江源地区地形、地类特征等情况，选取高程、坡度、气温、降雨、植被覆盖指数、土壤可蚀性作为自然因素；结合该地区过度放牧的治理背景以及区域可达性，选取邻道路距离和人类活动强度作为社会因素。

2　结果与分析

2.1　景观生态风险时空特征

2.1.1　景观生态风险空间自相关　2000—2020年研究区全局Moran's I值整体呈现减小的趋势，空间自相关程度较高(图3)。其中，研究区5期全局Moran's I值分别为0.644、0.626、0.626、0.635、0.631，且P值均<0.01，说明景观生态风险空间分布呈显著正相关，在空间上为聚集分布态势。2000—2020年研究区全局Moran's I值减小，研究区整体空间相关性有所下降。

2.1.2　景观生态风险时空分异　2000—2020年三江源地区景观生态风险以中风险区和中低风险区为主，高风险区较少(图4，表3)。其中，研究区5期高风险区分别占比4.72%、3.10%、5.58%、3.33%、1.15%，集中分布于高海拔、坡度较大的冰川区域以及密度较大的荒地区域。中高风险区分布与高风险区的分布类似，面积呈波动上升的趋势。中风险区分别占比26.20%、24.21%、24.64%、27.25%、29.39%，面积呈先减后增的趋势，镶嵌在中高风险区与中低

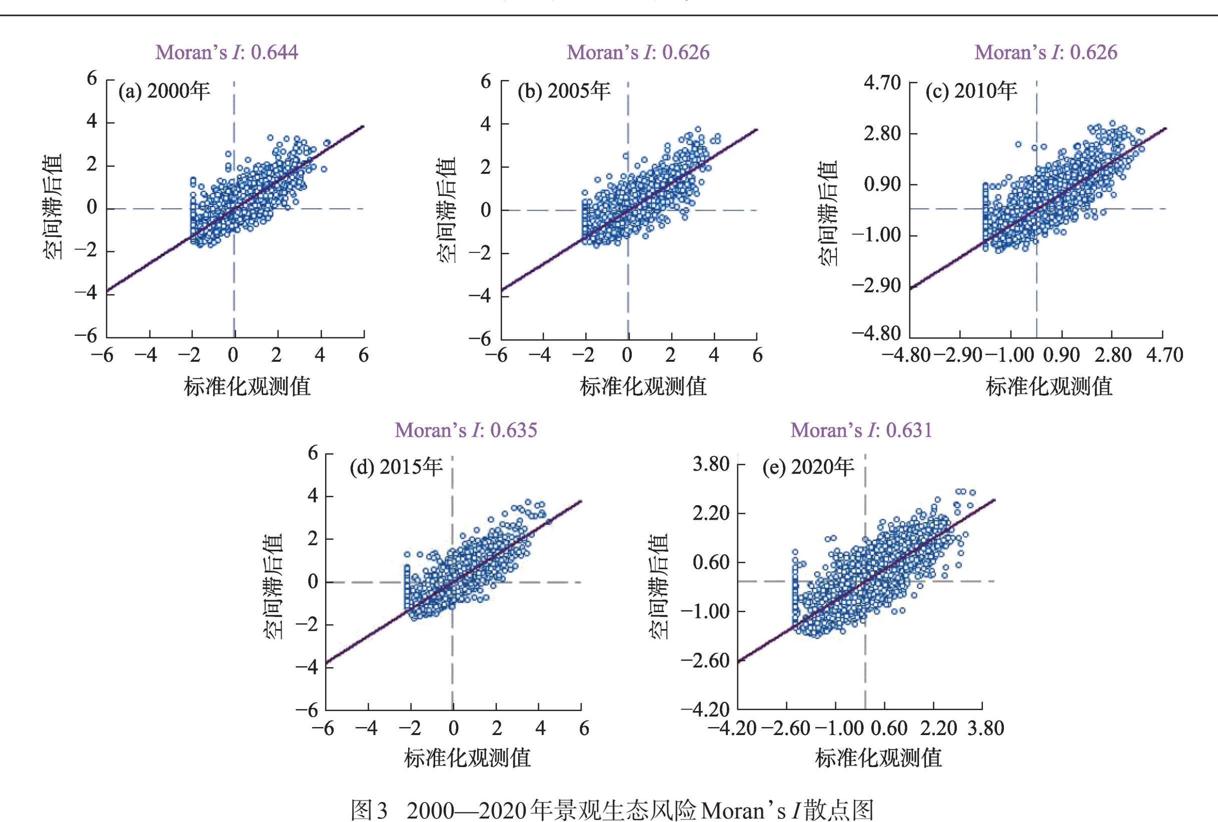


图3 2000—2020年景观生态风险Moran's *I*散点图

Fig. 3 Moran's *I* scatter plots of landscape ecological risk from 2000 to 2020

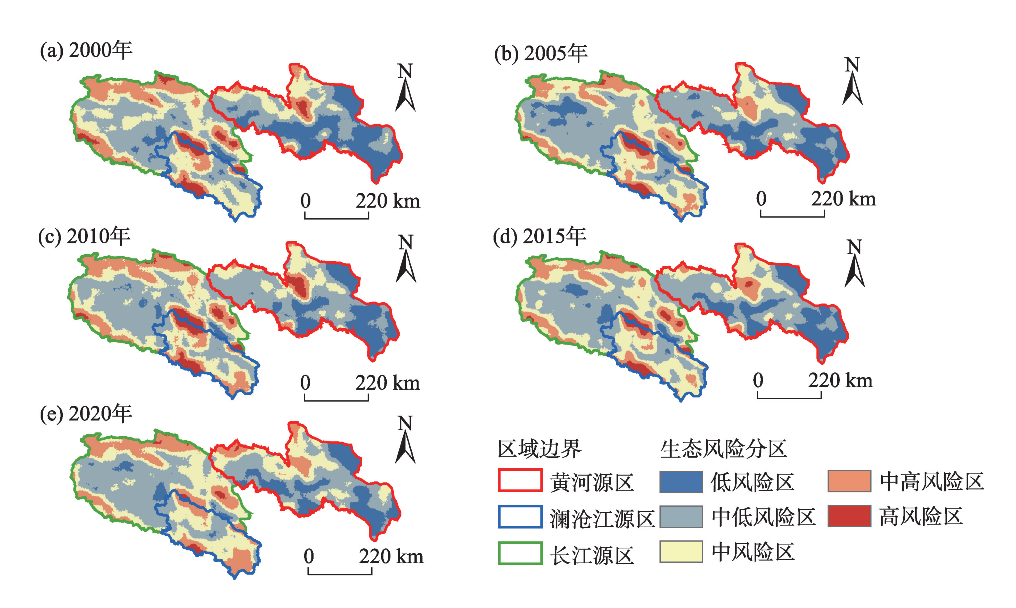


图4 2000—2020年景观生态风险等级分布

Fig. 4 Distribution of landscape ecological risk levels from 2000 to 2020

表3 2000—2020年生态风险分区面积统计

Tab. 3 Statistics of ecological risk zoning area from 2000 to 2020

类型	2000年		2005年		2010年		2015年		2020年	
	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%
低风险区	59243.1	18.54	53793.6	16.83	41183.7	12.89	48140.4	15.07	41852.7	13.10
中低风险区	111140.4	34.78	135208.5	42.31	129369.6	40.49	126420.3	39.56	123225.2	38.56
中风险区	83715.2	26.20	77350.5	24.21	78732.1	24.64	87060.9	27.25	93922.2	29.39
中高风险区	50384.5	15.77	43305.6	13.55	52432.6	16.41	47276.9	14.80	56865.3	17.80
高风险区	15066.5	4.72	9891.4	3.10	17831.6	5.58	10651.1	3.33	3684.2	1.15

风险区之间。中低风险区分别占比34.78%、42.31%、40.49%、39.56%、38.56%,面积呈先增后减的趋势,其为占比最大的区域。低风险区分布与中低风险区分布相似,均主要分布于湿地、湖泊及荒漠化程度较低的草地附近。整体看,研究区低风险和高风险分别向中低风险区、中风险区和中高风险区转化,生态风险水平有所改善;澜沧江源区整体景观生态风险水平略高于长江源区和黄河源区。

2.1.3　景观生态风险变化趋势　2000—2020年研究区景观生态风险变化明显,且各时段变化情况均有所不同(图5,表4)。其中,2000—2005年研究区景观生态风险变化的面积高于稳定的面积,占比68.26%;各河源区呈"西北下降,东南上升"的格局。2005—2010年研究区景观生态风险上升区域的面积远大于其下降区域的面积,占比36.02%,说明这一时期三江源区生态风险水平明显恶化。2010—2015年研究区景观生态风险下降区域的面积远大于其上升区域的面积,占比31.52%,说明这一时期三江源区生态风险水平有所改善。2015—2020年研究区景观生态风险稳定的面积高于变化的面积,占比68.72%;澜沧江变化相对较大,呈"西北下降,东南上升"的格局。整体上,2000—2020年研究区发生变化的面积大于未发生变化的面积;澜沧江东南部与黄河源区生态风险形势严峻,生态风险水平有所恶化;长江源区生态风险形势较为良好,生态风险水平有所改善。

2.2　景观生态风险驱动因素

2.2.1　最优离散化组合识别　根据各驱动因子在不同分类方法和分类数的离散化分类结果,各驱动因素的解释力在不同离散化组合下均出现较大差异,

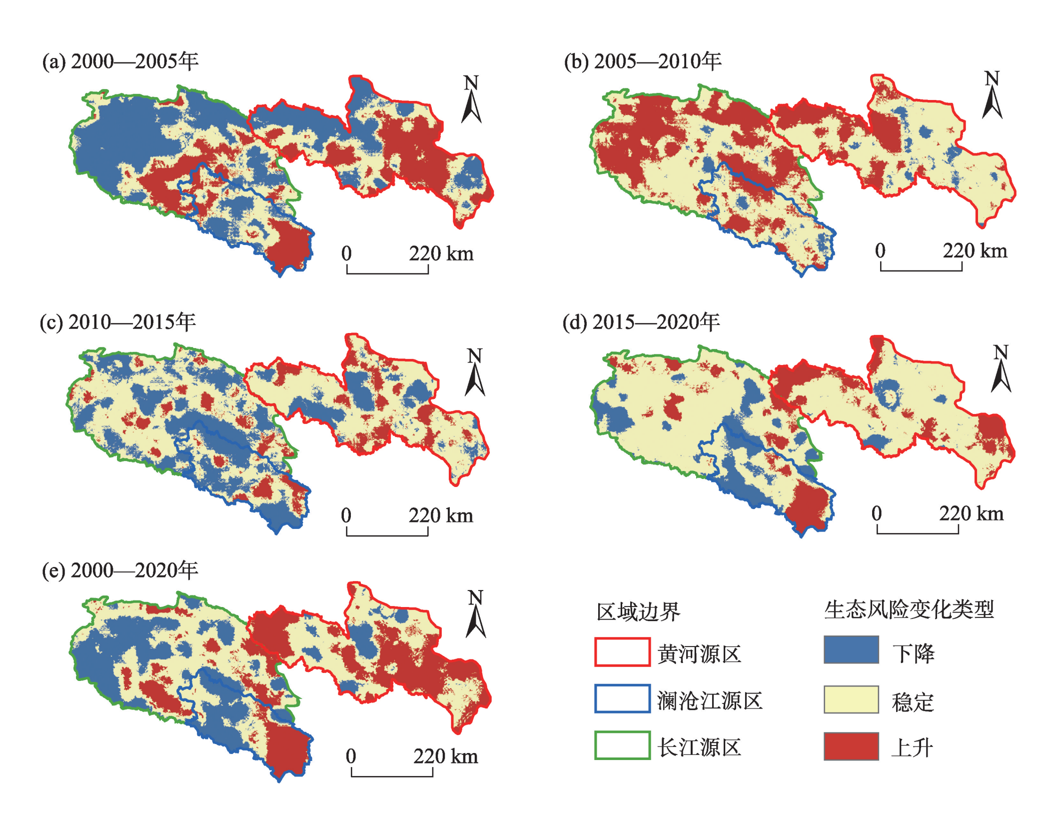


图5　2000—2020年景观生态风险变化趋势

Fig. 5　Trends of landscape ecological risk levels from 2000 to 2020

表4　2000—2020年生态风险变化面积统计

Tab. 4　Statistics of the area of ecological risk level change from 2000 to 2020

类型	2000—2005年		2005—2010年		2010—2015年		2015—2020年		2000—2020年	
	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%
下降	129775.7	40.61	13868.2	4.34	100721.6	31.52	45867.8	14.35	85611.0	26.79
稳定	101413.7	31.74	190564.2	59.64	174994.2	54.76	219596.6	68.72	137913.8	43.16
上升	88360.2	27.65	115117.2	36.02	43833.8	13.72	54085.1	16.93	96024.8	30.05

故不同的驱动因素应采用的离散化方法不同。其中,对于土壤可蚀性,分位数法明显弱于其余方法;而对于邻道路距离,相等间隔法和自然断点法则明显优于其余方法;其余因子的离散化分类情况大抵相同,各类方法差异相对较小,随分类数变化较大。故对于各驱动因素,应采用几何间隔法将高程分为6类;采用分位数法将坡度分为6类;采用自然断点法将气温分为6类;采用相等间隔将降雨分为6类;采用分位数法将NDVI分为6类;采用几何间隔将土壤可蚀性分为6类;采用自然断点法将邻道路距离分为6类;采用分位数将人类活动强度分为5类(图6)。

2.2.2 *全局驱动因素* 自然因素与社会因素一定程度的影响了研究区景观生态风险的空间分异(表5)。其中,研究区景观生态风险空间分异主要受NDVI、高程、坡度影响,其余因素仍然存在不可忽略的影响。人类活动强度解释力最小,低至0.04;NDVI解释力最大,高至0.32。地形因素对研究区景观生态风险的影响明显强于气候因素。人类活动强度与邻道路距离对研究区景观生态风险的解释力相对较低,说明研究区的人类活动在可控范围内,社会因素并未对其生态环境产生较为严重的影响。

研究区景观生态风险空间分异的驱动因子的交互作用均表现出双因子增强和非线性增强(表6)。其中,坡度协同NDVI驱动因子值约为0.45,对研究区景观生态风险空间分异解释力最大。因子间的交互作用对景观生态风险变化的影响明显强于任何单个驱动因子作用,说明研究区景观生态风险空间分异变化并非只是依靠其中一个因子的作用,而是不同因子交互作用的结果。高程协同坡度以及邻道路距离协同坡度均超过了0.30,说明地形对研究区生态风险空间分异的影响较大。各NDVI协同类型均较高,说明气候、土壤、人为干扰等与植被的复合变化对研究区生态风险的影响较为关键。

2.2.3 *局部驱动因素* 由于全局景观生态风险分析无法清晰的反映景观生态风险变化的原因,本研究参考相关学者研究[31],选取2020年景观生态风险最小值($ERI_{2020min}=0.0147$)作为判定景观生态风险变化的条件,将$ERI_{2020}-ERI_{2000}>0.0147$的区域定义为恶化区,$ERI_{2020}-ERI_{2000}<-0.0147$的区域定义为改善区,其余地区为稳定区,并筛选面积较大的区域分别命名为典型改善区(A、B)和典型恶化区(C、D、E),详见图7。

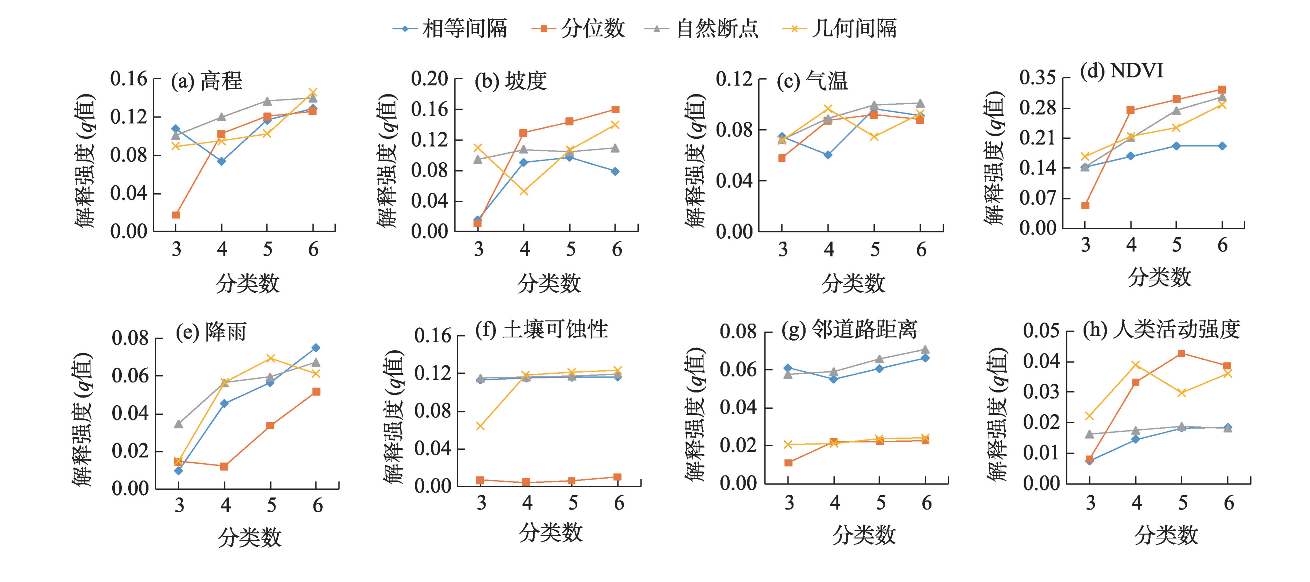


图6 空间离散化优化

Fig. 6 Spatial discretization optimization

表5 单因子探测

Tab. 5 Single-factor detection

地类	高程	坡度	气温	降雨	NDVI	土壤可蚀性	邻道路距离	人类活动强度
解释强度(q值)	0.15	0.16	0.10	0.08	0.32	0.12	0.07	0.04
贡献率/%	14.02	15.37	9.71	7.20	30.95	11.87	6.79	4.09

表6 因子交互探测

Tab. 6 Factor interaction detection

驱动因素	高程	坡度	气温	降雨	NDVI	土壤可蚀性	邻道路距离	人类活动强度
高程	0.15							
坡度	0.34	0.16						
气温	0.22	0.25	0.10					
降雨	0.25	0.22	0.15	0.08				
NDVI	0.38	0.45	0.38	0.36	0.32			
土壤可蚀性	0.22	0.28	0.23	0.22	0.35	0.12		
邻道路距离	0.24	0.31	0.17	0.14	0.34	0.20	0.07	
人类活动强度	0.19	0.25	0.16	0.14	0.34	0.16	0.11	0.04

注：高 —— 低

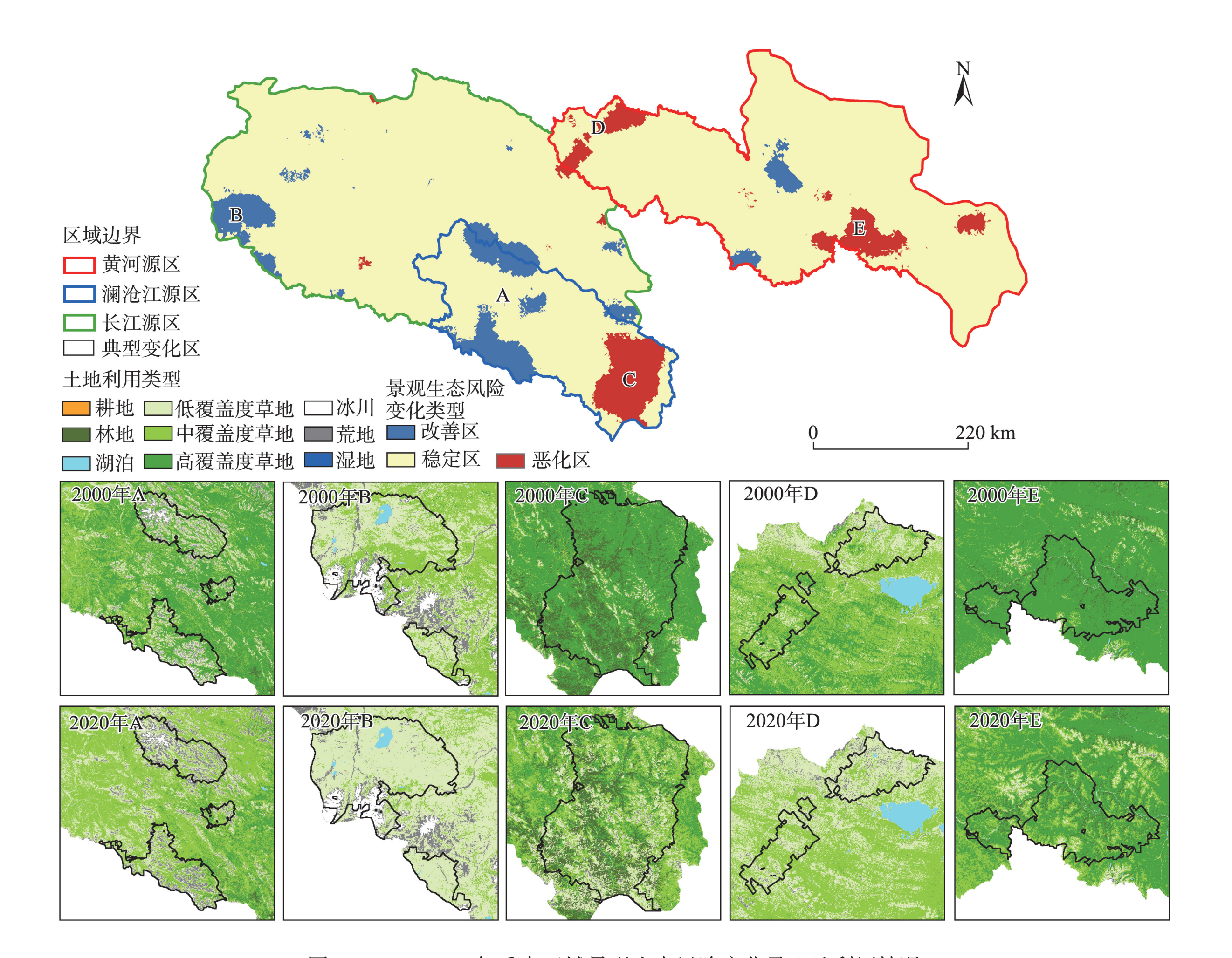


图7 2000—2020年重点区域景观生态风险变化及土地利用情况

Fig. 7 Changes in landscape ecological risk and land use in key areas from 2000 to 2020

根据各区域的因子探测结果可知(表7),5个区域的景观生态风险空间分异驱动因子存在较大差异。具体而言,A区主要为雪山区域,相较其余区域,其景观生态风险空间分异受地形和土壤可蚀性因素影响较大。B区主要为雪山附近的高寒中低覆盖度草地,其受气温因素的影响明显强于其余区域;该区处于长江源区腹地,故受人类活动强度以及邻道路距离因素影响相比其余区域较小。D区海拔较低于B区,同为高寒草地,但D区受人类活动强度以及邻道路距离因素影响均强于B区,受荒漠化

表7 重点区域单因子探测对比

Tab. 7 Comparison of single-factor detections in key areas

类型(贡献率/%)	高程	坡度	气温	降雨	NDVI	土壤可蚀性	邻道路距离	人类活动强度
改善A	16.9	16.0	10.3	9.8	22.3	13.1	6.3	5.2
改善B	15.2	14.6	15.5	9.2	25.2	11.9	4.4	3.9
恶化C	12.3	13.5	10.8	8.3	28.1	10.8	8.3	7.9
恶化D	13.1	11.7	9.2	8.3	25.8	10.7	6.0	6.5
恶化E	11.5	13.2	10.0	7.5	28.9	11.0	7.0	7.8

影响也相对较强。C、E区多为低海拔、坡度大、高覆盖度林草地相间区域;其受海拔因素影响较小,受人类活动强度以及邻道路距离因素影响相对较大,草地退化情况最为严重。各区受降雨影响均较小,且相差不大;植被覆盖指数为影响各区景观生态风险的重要因素之一。

根据各区域的景观特征指数变化及景观类型面积变化情况可知(表8),2000—2020年5个区域的景观面积占比及景观特征指数变化较大,均出现不同程度与不同类型的荒漠化。恶化区D主要为各级覆盖度草地的退化以及草地向荒地的转化,其主体景观由中覆盖度草地转为低覆盖度草地;荒地有所增加,荒漠化程度加剧;恶化区C、E主要为高覆盖度草地向中低覆盖度草地的退化,高覆盖度草地破碎度、分离度及分维数均上升,景观趋于破碎化。改善区A主要为高覆盖度草地的退化以及中低覆盖度草地和冰川向荒地的变化,面积占比较高的景观的破碎度、分离度和分维数指数均有不同程度

表8 重点区域景观特征指数变化及面积占比

Tab. 8 Statistics on the change of landscape characteristic index and area proportion in key areas

区域	景观类型	景观破碎度		景观分离度		景观分维数		景观脆弱度		面积占比/%	
		2000年	2020年	2000年	2020年	2000年	2020年	2000年	2020年	2000年	2020年
改善A	低-草地	0.70	0.47	0.80	0.57	2.10	2.06	0.07	0.07	27.29	36.17
	中-草地	1.31	0.30	1.15	0.48	2.16	2.01	0.04	0.04	24.54	32.29
	高-草地	0.41	2.33	0.58	3.74	2.04	2.22	0.02	0.02	30.91	4.16
	冰川	1.93	1.56	2.73	3.20	2.15	2.09	0.16	0.16	6.48	3.80
	荒地	2.16	0.41	2.27	0.66	2.21	2.04	0.20	0.20	10.46	23.23
改善B	低-草地	0.25	0.02	0.35	0.09	1.95	1.70	0.07	0.07	50.94	78.91
	中-草地	0.52	3.12	0.64	3.80	2.03	2.26	0.04	0.04	31.42	5.41
	湖泊	0.40	0.38	2.23	2.02	1.59	1.59	0.11	0.11	2.02	2.31
	冰川	0.23	0.09	0.88	0.58	1.78	1.74	0.16	0.16	7.51	7.02
	荒地	1.70	1.44	2.43	2.38	2.18	2.18	0.20	0.20	7.20	6.32
恶化C	林地	1.01	0.95	1.14	1.10	2.10	2.10	0.09	0.09	19.33	19.83
	低-草地	2.11	0.87	4.44	0.98	2.22	2.08	0.07	0.07	2.68	22.76
	中-草地	3.79	0.61	3.69	0.67	2.27	2.07	0.04	0.04	6.96	33.40
	高-草地	0.05	1.10	0.14	1.10	1.89	2.12	0.02	0.02	70.46	22.61
	荒地	5.32	2.86	17.07	7.54	2.51	2.30	0.20	0.20	0.46	1.26
恶化D	低-草地	0.72	0.21	0.75	0.30	2.10	2.00	0.07	0.07	31.54	56.82
	中-草地	0.27	0.77	0.36	0.72	2.05	2.05	0.04	0.04	52.35	37.02
	高-草地	1.20	0.00	1.43	0.00	2.16	0.00	0.02	0.02	14.61	0.00
	荒地	6.40	3.93	10.88	4.07	2.56	2.34	0.20	0.20	1.35	5.92
恶化E	林地	3.80	2.90	4.19	2.91	2.31	2.25	0.09	0.09	5.43	8.54
	低-草地	5.09	3.06	13.13	5.06	2.55	2.30	0.07	0.07	0.74	2.99
	中-草地	3.53	0.82	5.04	0.86	2.31	2.08	0.04	0.04	3.47	27.48
	高-草地	0.00	0.09	0.02	0.19	1.69	1.93	0.02	0.02	90.11	60.68

注:去除了面积占比极小(小于1%)的景观。

的下降;改善区B主要为中覆盖度草地向低覆盖度草地的退化,其主体景观由中低覆盖度草地转为低覆盖度草地;主体景观的破碎度、分离度和分维数均有不同程度的下降,景观趋于完整,斑块分布趋于聚集。

3 讨 论

三江源地区景观生态风险分区分布结果显示,研究区空间自相关程度较高,各风险分区分布较为聚集。其中,2000—2020年研究区景观生态风险较高的区域为坡度较大且土壤可蚀性较高的冰川雪山及其周围的裸地,或严重荒漠化的草地区域;景观生态风险较低的地方多为林草相间、湿草相间和地势平缓的湖泊附近的草地,这与王洁等[35]的研究结果相似。针对冰川雪山区域,建议实施严格保护与监测,并加强其周边区域的环境保护,确保冰川雪山自然景观系统的完整性,维持其自然生态过程;针对严重荒漠化的草地区域,建议根据具体的地形地貌、土壤条件、植被状况,实施抑制草地荒漠化的具体措施,如黑土滩治理,精准休牧等,严格实施生态保护红线管理,避免基础设施无序建设带来的生态风险;针对林草相间、湿草相间和地势平缓的湖泊附近的草地区域,要严格按照国家自然保护区的管理规定,进行严格保护,以保持生态系统的完整性,抑制草地退化与湿地干化,促使其生态功能持续提升,定期评估此类区域生态环境状况,防止其生态风险反弹。

全局景观生态风险变化分析结果显示,研究区以中风险区和中低风险区为主,整体生态风险水平有所改善。其中,黄河源区和澜沧江源区的东南部土地覆被结构受影响较大,生态风险水平上升,长江源区生态风险水平下降,这与韦晶等[30]、Lu等[36]的研究结果相似;研究区景观生态风险受多个因子共同影响,因子间的交互作用对景观生态风险空间分异的驱动作用明显强于单个驱动因子的驱动作用,这与张晓瑶等[17]的研究结果一致;此外,全局单因子探测结果以及局部子探测结果对比,人类活动强度与邻道路距离对研究区景观生态风险空间分异的驱动作用并不强,其原因可能是该区人类活动范围并不大,强度集中,且得到很好的管控,使得仅对局部地区的景观生态风险空间分异起到较好的驱动作用。

局部景观生态风险变化分析结果显示,地势不同,影响景观生态风险变化的因素不同。各区均存在不同程度的荒漠化现象,导致的景观生态风险变化却不同。改善区A为地势陡峭的冰川地区,主要为高覆盖度草地的退化以及中低覆盖度草地和冰川向荒地的变化;受社会及自然因素影响,高覆盖度草地大幅减少,但其余地类景观破碎化程度均有所下降,斑块分布趋于聚集,反而使得该区景观生态风险水平得到一定程度的改善。改善区B与恶化区D同为坡度较小的高寒草地,但B区受社会因素影响更强,荒漠化更严重;同时,改善区B景观完整性相对于恶化区D更高,且D区的中覆盖度草地受干扰而持续退化的风险较大。恶化区C、E多为低海拔且植被覆盖较高的林草相间区域,其主体景观为高覆盖草地,主要为高覆盖度草地向中低覆盖度草地的变化;受较强的社会因素影响,草地严重退化,景观整体趋于破碎化,导致景观生态风险上升。景观破碎化程度及面积占比仅仅只是景观生态风险变化的浅层原因,后续将针对诸如改善区A类型的草地退化现象,从多个角度,进行更深层次的研究。

4 结 论

本文以三江源地区为研究区进行景观生态风险的时空分异特征和变化趋势分析,采用参数最优地理探测器对其景观生态风险空间分异驱动因素进行分析,同时深入分析了局部地区的景观生态风险空间分异情况。结合以上分析结果,主要得到以下结论:

(1) 2000—2020年研究区景观生态风险在空间上呈显著正相关,以中风险区和中低风险区为主,高风险区较少;中高和高风险区散布于高海拔和坡度较大的冰川区域、植被覆盖较低的草地和荒地区域;中低和低风险区主要分布于湿地、湖泊及荒漠化程度较低的草地区域;中风险区镶嵌在中高风险区与中低风险区之间。

(2) 2000—2020年研究区景观生态风险水平有所好转。从时间变化看,研究区低风险和高风险分别向中低风险区、中风险区和中高风险区转化。从三个河源区看,澜沧江源区景观生态风险水平略高于长江源区和黄河源区,同时也较为不稳定;黄河

源区的景观生态风险稍显良好,但有明显的恶化趋势;长江源区的景观生态风险有所改善,其大部分区域均为中低风险区。

(3)三江源地区景观生态风险变化的关键在于各土地类型的景观面积规模和景观完整性,其景观生态风险空间分异为多种驱动因素共同作用的结果;地势不同的地区,其因素的驱动作用会有较大差异。2020年研究区景观生态风险空间分异主要受NDVI、高程、坡度影响。自然因素对研究区景观生态风险的影响远强于社会因素,地形因素对研究区景观生态风险的影响强于气候因素。

参考文献(References):

[1] 左婵, 王军邦, 张秀娟, 等. 三江源国家公园植被净初级生产力变化趋势及影响因素[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 5559–5573. [Zuo Chan, Wang Junbang, Zhang Xiujuan, et al. Changes and influencing factors of vegetation net primary productivity in the Sanjiangyuan National Park[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14): 5559–5573.]

[2] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 等. 景观生态风险评价研究进展与展望[J]. 地理学报, 2015, 70(4): 664–677. [Peng Jian, Dang Weixiong, Liu Yanxu, et al. Review on landscape ecological risk assessment [J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(4): 664–677.]

[3] Beanlands G E, Duinker P N. An ecological framework for environmental impact assessment in Canada[J]. Journal of Environmental Management, 1984, 18(3): 267–277.

[4] Heggem D T, Edmonds C M, Neale A C, et al. A landscape ecology assessment of the Tensas River Basin[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2000, 64(1): 41–54.

[5] Landis W G. Uncertainty in the extrapolation from individual effects to impacts upon landscapes[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2002, 8(1): 193–204.

[6] Estoque R C, Murayama Y, Lasco R D, et al. Changes in the landscape pattern of the La Mesa Watershed-the last ecological frontier of Metro Manila, Philippines[J]. Forest Ecology and Management, 2018, 430(42): 280–290.

[7] 殷贺, 王仰麟, 蔡佳亮, 等. 区域生态风险评价研究进展[J]. 生态学杂志, 2009, 28(5): 969–975. [Yin He, Wang Yanglin, Cai Jialiang, et al. Regional ecological risk assessment: Its research progress and prospect[J]. Journal of Ecology, 2009, 28(5): 969–975.]

[8] 曹祺文, 张曦文, 马洪坤, 等. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架: ESRISK[J]. 地理学报, 2018, 73(5): 843–855. [Cao Qiwen, Zhang Xiwen, Ma Hongkun, et al. Review of landscape ecological risk and an assessment framework based on ecological services: ESRISK[J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73 (5): 843–855.]

[9] 潘竟虎, 刘晓. 疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建[J]. 生态学杂志, 2016, 35(3): 791–799. [Pan Jinghu, Liu Xiao. Landscape ecological risk assessment and landscape security pattern optimization in Shule River Basin[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(3): 791–799.]

[10] 陈丁楷, 石龙宇. 基于土地利用变化的雄安新区景观生态风险评价与预测[J]. 生态经济, 2021, 37(11): 224–229. [Chen Dingkai, Shi Longyu. The Landscape ecological risk assessment and prediction for Xiong'an New Area based on land use change[J]. Ecological Economy, 2021, 37(11): 224–229.]

[11] 于婧, 汤昇, 陈艳红, 等. 山水资源型城市景观生态风险评价及生态安全格局构建——以张家界市为例[J]. 生态学报, 2022, 42(4): 1290–1299. [Yu Jing, Tang Bian, Chen Yanhong, et al. Landscape ecological risk assessment and ecological security pattern construction in landscape resource-based city: A case study of Zhangjiajie City[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(4): 1290–1299.]

[12] 娄妮, 王志杰, 何嵩涛. 基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价[J]. 水土保持研究, 2020, 27(1): 233–239. [Lou Ni, Wang Zhijie, He Songtao. Assessment on ecological risk of Aha Lake National Wetland Park based on landscape pattern[J]. Research on Soil and Water Conservation, 2020, 27(1): 233–239.]

[13] 王娟, 崔保山, 刘杰, 等. 云南澜沧江流域土地利用及其变化对景观生态风险的影响[J]. 环境科学学报, 2008, 28(2): 269–277. [Wang Juan, Cui Baoshan, Liu Jie, et al. The effect of land use and its change on ecological risk in the Lancang River watershed of Yunnan Province at the landscape scale[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(2): 269–277.]

[14] 康紫薇, 张正勇, 位宏, 等. 基于土地利用变化的玛纳斯河流域景观生态风险评价[J]. 生态学报, 2020, 40(18): 6472–6485. [Kang Ziwei, Zhang Zhengyong, Wei Hong, et al. Landscape ecological risk assessment in Manas River Basin based on land use change[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(18): 6472–6485.]

[15] 刘焱序, 王仰麟, 彭建, 等. 基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价[J]. 地理学报, 2015, 70(7): 1052–1067. [Liu Yanxu, Wang Yanglin, Peng Jian, et al. Urban landscape ecological risk assessment based on the 3D framework of adaptive cycle[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(7): 1052–1067.]

[16] 刘世梁, 孙永秀, 赵海迪, 等. 基于多源数据的三江源区生态工程建设前后草地动态变化及驱动因素研究[J]. 生态学报, 2021, 41(10): 3865–3877. [Liu Shiliang, Sun Yongxiu, Zhao Haidi, et al. Grassland dynamics and their driving factors associated with ecological construction projects in the Three-River Headwaters Region based on multi-source data[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(10): 3865–3877.]

[17] 张晓瑶, 虞虎, 张潇, 等. 基于多源数据的三江源国家公园土地生态安全综合评价[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 5665–5676. [Zhang Xiaoyao, Yu Hu, Zhang Xiao, et al. Comprehensive evaluation of land ecological security in the Sanjiangyuan National Park

based on multi-source data[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14): 5665-5676.]

[18] 杨达. 三江源不同生态地理区NDVI时空变化特征与驱动因素分析[D]. 成都: 成都理工大学, 2021. [Yang Da. Spatio-temporal Variation Characteristics and Driving Factors of NDVI in Different Eco-geographical Regions in Three River-Headwater[D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2021.]

[19] 曹巍, 刘璐璐, 吴丹. 三江源区土壤侵蚀变化及驱动因素分析[J]. 草业学报, 2018, 27(6): 10-22. [Cao Wei, Liu Lulu, Wu Dan. Soil erosion changes and driving factors in the Three-River Headwaters region[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2018, 27(6): 10-22.]

[20] Song Y Z, Wang J F, Ge Y, et al. An optimal parameters-based geographical detector model enhances geographic characteristics of explanatory variables for spatial heterogeneity analysis: Cases with different types of spatial data[J]. GIScience & Remote Sensing, 2020, 57(5): 593-610.

[21] 白晓兰, 魏加华, 解宏伟. 三江源区干湿变化特征及其影响[J]. 生态学报, 2017, 37(24): 8397-8410. [Bai Xiaolan, Wei Jiahua, Xie Hongwei. Characteristics of wetness/dryness variation and their influences in the Three-River Headwaters region[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(24): 8397-8410.]

[22] 姚秀萍, 谢启玉, 黄逸飞. 中国三江源地区降水研究的进展与展望[J]. 大气科学学报, 2022, 45(5): 688-699. [Yao Xiuping, Xie Qiyu, Huang Yifei. Advances and prospects on the study of precipitation in the Three River Source Region in China[J]. Transactions of Atmospheric Sciences, 2022, 45(5): 688-699.]

[23] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907-3925

[24] Peng S Z, Ding Y X, Liu W Z, et al. 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017[J]. Earth System Science Data, 2019, 11(4): 1931-1946.

[25] 章文波. 青藏高原土壤可蚀性因子数据(2015—2024)[DB/OL]. 国家青藏高原数据中心, 2024. [Zhang Wenbo. The data on soil erodibility factor in the Qinghai-Tibet Plateau (2015-2024)[DB/OL]. National Tibetan Plateau/Third Pole Environment Data Center, 2024.]

[26] Cao R Y, Xu Z C, Chen Y, et al. Reconstructing high-spatiotemporal-resolution (30 m and 8-Days) NDVI time-series data for the Qinghai-Tibetan Plateau from 2000-2020[J]. Remote Sensing, 2022, 14(15): 3648.

[27] 刘海猛. 青藏高原1 km分辨率人类活动强度数据集(2000—2020)[DB/OL]. 国家青藏高原数据中心, 2023. [Liu Haimeng. Human activity intensity dataset of the Qinghai-Tibet Plateau (2000-2020)[DB/OL]. National Tibetan Plateau/Third Pole Environment Data Center, 2023.]

[28] 苏海民, 何爱霞. 基于RS和地统计学的福州市土地利用分析[J]. 自然资源学报, 2010, 25(1): 91-99. [Su Haimin, He Aixia. Analysis of land use based on RS and Geostatistics in Fuzhou City[J]. Journal of Natural Resources, 2010, 25(1): 91-99.]

[29] 谢小平, 陈芝聪, 王芳, 等. 基于景观格局的太湖流域生态风险评估[J]. 应用生态学报, 2017, 28(10): 3369-3377. [Xie Xiaoping, Chen Zhicong, Wang Fang, et al. Ecological risk assessment of Taihu Lake Basin based on landscape pattern[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(10): 3369-3377.]

[30] 韦晶, 郭亚敏, 孙林, 等. 三江源地区生态环境脆弱性评价[J]. 生态学杂志, 2015, 34(7): 1968-1975. [Wei Jing, Guo Yamin, Sun Lin, et al. Evaluation of ecological environment vulnerability in the Three River Source Region[J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(7): 1968-1975.]

[31] 高彬嫔, 李琛, 吴映梅, 等. 川滇生态屏障区景观生态风险评价及影响因素[J]. 应用生态学报, 2021, 32(5): 1603-1613. [Gao Binpin, Li Chen, Wu Yingmei, et al. Landscape ecological risk assessment and influencing factors in ecological conservation area in Sichuan-Yunnan Provinces, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(5): 1603-1613.]

[32] 许妍, 马明辉, 高俊峰. 流域生态风险评估方法研究——以太湖流域为例[J]. 中国环境科学, 2012, 32(9): 1693-1701. [Xu Yan, Ma Minghui, Gao Junfeng. The evaluation method of ecological risk assessment based on watershed scale——Take the Taihu watershed as example[J]. China Environmental Science, 2012, 32(9): 1693-1701.]

[33] 巩杰, 谢余初, 赵彩霞, 等. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异[J]. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2153-2160. [Gong Jie, Xie Yuchu, Zhao Caixia, et al. Landscape ecological risk assessment and its spatiotemporal variation of the Bailongjiang watershed, Gansu[J]. China Environmental Science, 2014, 34(8): 2153-2160.]

[34] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134. [Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116-134.]

[35] 王洁, 摆万奇, 田国行. 青藏高原景观生态风险的时空特征[J]. 资源科学, 2020, 42(9): 1739-1749. [Wang Jie, Bai Wanqi, Tian Guoxing. Spatiotemporal characteristics of landscape ecological risks on the Tibetan Plateau[J]. Resources Science, 2020, 42(9): 1739-1749.]

[36] Lu Z B, Song Q, Zhao J Y. Evolution of landscape ecological risk and identification of critical areas in the Yellow River Source Area based on LUCC[J]. Sustainability, 2023, 15(12): 9749.

Landscape ecological risk assessment and driving factors analysis in the Three River Source Region from 2000 to 2020

WANG Chengwu, YAO Liangjie, WANG Zhoufeng, ZHANG Qiao, XIE Liang

(School of Geoscience and Technology, Southwest Petroleum University, Chengdu 610500, Sichuan, China)

Abstract: The Three River Source Region is a crucial source and catchment area, and its ecological security is vital. Investigating the spatial and temporal variations of landscape ecological risks and their drivers in this region is essential for promoting ecological security and the sustainable development of water resources in Southeast Asia. In this study, we focused on the Three River Source Region and constructed an evaluation model using land use data from the fifth phase to analyze the spatial and temporal characteristics and trends of landscape ecological risk. We employed a parametric optimal geodetector to compare and analyze the driving factors behind the spatial variation of landscape ecological risk at both global and local scales. The results revealed the following: (1) From 2000 to 2020, the study area exhibited a significant positive correlation with landscape ecological risk, particularly within the medium-and medium-low-risk areas, with areas classified as high-risk. (2) From 2000 to 2020, the landscape ecological risk in the study area improved, with high-and low-risk areas transitioning into predominantly medium-low, medium-and medium-high-risk areas. The Lancang River source exhibited a slightly higher risk level than the Yangtze and Yellow River sources. (3) The area and fragmentation degree of landscape types were identified as key determinants of landscape ecological risk variations in the region, with spatial differentiation resulting from the combined influence of multiple driving factors. Among these, Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), elevation, and slope were identified as the primary driving factors, with their impacts varying significantly across terrain. To ensure ecological integrity and sustain ecological functions, the government should prioritize the protection and monitoring of snow-capped glaciers, implement measures to curb grassland desertification, and prevent the resurgence of ecological risks.

Keywords: landscape ecological risk; driving factors; Optimal Parameter Geographic Detector; Three River Source Region